

ESTUDIO DEL VALOR INDICADOR DE LAS COMUNIDADES DE ALGAS BENTÓNICAS: UNA PROPUESTA DE EVALUACIÓN Y APLICACIÓN EN EL RÍO MAGDALENA, CIUDAD DE MÉXICO

Javier CARMONA JIMÉNEZ¹, Rocío RAMÍREZ RODRÍGUEZ¹,
Miriam Guadalupe BOJORGE-GARCÍA², Beatriz GONZÁLEZ HIDALGO³ y
Enrique A. CANTORAL-URIZA^{2*}

¹ Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Ciudad de México. Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, México, C.P. 04510

² Laboratorio de Ecología Acuática y Algas, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla. Bulevar Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, México, C.P. 76230

³ Herbario de la Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Producción Agrícola y Animal, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Campus Xochimilco. Calzada del Hueso No. 110, Colonia Villa Quietud, Ciudad de México, México, C.P. 04960

*Autor para correspondencia: cantoral@ciencias.unam.mx

(Recibido mayo 2015; aceptado noviembre 2015)

Palabras clave: algas epilíticas, especies indicadoras, ambiente lótico

RESUMEN

La aplicación y desarrollo de las leyes ambientales que regulan el manejo de cuencas requiere la identificación de indicadores biológicos, los parámetros y las medidas para establecer su estado ecológico, para lo cual el presente estudio tiene como objetivo caracterizar el valor indicador ecológico de las algas bentónicas en una corriente urbana de la Ciudad de México. Se estudiaron seis sitios del río Magdalena en las estaciones más contrastantes del año: seca cálida, lluviosa y seca fría. En cada sitio se registraron los parámetros fisicoquímicos del agua y se recolectaron 10 muestras: cinco con crecimientos algales visibles y cinco con diatomeas. La calidad ambiental de cada sitio fue determinada por el estado trófico y su confirmación con la riqueza y diversidad algal bentónica, a través de un análisis de correspondencia canónica y del cálculo del valor indicador de las especies (IndVal). De acuerdo con el estado trófico se reconocieron tres grupos de sitios. El primer grupo (G1) fue valorado como de referencia de condiciones oligotróficas y presentó 11 especies con el mayor IndVal, sobresaliendo: *Encyonema silesiacum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *Planothidium lanceolatum*, *Vaucheria bursata*, *Placoma regulare* y *Nostoc parmelioides*. Un segundo grupo (G2) se relacionó con 15 especies consideradas como detectoras, las cuales fueron tolerantes al incremento de nutrientes en al menos una época del año, tales como *Diatoma mesodon* y *Prasiola mexicana*. El tercer grupo (G3) incluyó sitios con especies que presentaron una amplia tolerancia a la contaminación: *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia recta* y *Phormidium autumnale*. El IndVal de las especies del río Magdalena ha permitido establecer los sitios de referencia de buena calidad ambiental y los que aparecen alterados por las actividades humanas, por lo que se recomiendan como el primer paso de una propuesta metodológica que permita el biomonitoreo a largo plazo a través de un índice biológico.

Key words: epilithic algae, indicator species, lotic environment

ABSTRACT

The application and development of environmental laws governing watershed management requires identification of biological indicators, parameters and measures to establish its ecological status, for which the present study aims to characterize the ecological indicator value of stream benthic algae in an urban area of Mexico City. Six sites of the Magdalena river were studied in the most contrasting seasons: dry-warm, rainy and dry-cold. At each site the physicochemical parameters of water were recorded and 10 samples were collected: Five with visible algal growths and five with diatoms. The environmental quality of each site was determined by the trophic status and its confirmation with the richness and benthic algal diversity, through a canonical correspondence analysis and the calculation of the indicator value of species (IndVal). According to the trophic status, three groups of sites were recognized. The first group (G1) was assessed as reference of the oligotrophic conditions and presented 11 species with the highest IndVal, protruding: *Encyonema silesiacum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *Planothidium lanceolatum*, *Vaucheria bursata*, *Placoma regulare* and *Nostoc parmelioides*. A second group (G2) was associated with 15 species considered detectors, which were tolerant to increased nutrients in at least one season, such as *Diatoma mesodon* and *Prasiola mexicana*. The third group (G3) included sites with species that had a wide range of tolerance to pollution: *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia recta* and *Phormidium autumnale*. The species IndVal of Magdalena River has established reference sites of good environmental quality and those that are altered by human activities, therefore they are recommended as the first step in a methodological proposal for a long-term biomonitoring through a biological index.

INTRODUCCIÓN

El diseño de un sistema de biomonitoreo que permita determinar la calidad del ecosistema de ribera, requiere establecer el valor indicador de las especies que ahí habitan, usando la presencia y abundancia de los organismos en el río y el monitoreo físico y químico del agua. El monitoreo biológico da una visión histórica de la salud del ecosistema y los datos físicos y químicos son necesarios para establecer las causas concretas de cambios naturales cuando los hubiere, o bien para el seguimiento y cuantificación de impactos antrópicos en el ecosistema (Friberg *et al.* 2011). El valor indicador de las especies enfrenta una dificultad que tiene que ver con el hecho de que las comunidades de organismos son muy diferentes entre cuencas y entre ríos de la propia cuenca. Por tal motivo, cualquier estudio ecológico o extrapolación del valor indicador de las especies creados en circunstancias diferentes de las de un sitio dado, sólo puede ser considerada como una aproximación relativa, ya que la combinación de determinadas características climáticas y geológicas de los ecosistemas locales tienen un efecto sobre la respuesta de los organismos

a la composición química del agua (Stoermer y Smol 1999).

La solución al problema de cómo calcular el valor indicador de las especies ha supuesto una sistematización e intercalibración de datos entre países con sistemas muy diferentes de medida del estado de los ríos (European Commission 2000). Para el caso de la comunidad de las algas bentónicas y su valor indicador, esta sistematización se ha concretado en protocolos de estudio tales como los de Van Dam *et al.* (1994), Foerster *et al.* (2004), Cambra *et al.* (2005), Birk *et al.* (2006) y Tornés *et al.* (2007). Las comunidades de algas bentónicas son sensibles a los cambios químicos en el agua, son fáciles de obtener y se pueden evaluar cuantitativamente. Sin embargo, hay problemas con la identificación taxonómica de las especies y el reconocimiento de las fases de sus ciclos de vida. De tal manera que es importante la participación de especialistas que puedan caracterizar e interpretar la variación morfológica de las poblaciones y su relación con la abundancia y la calidad del ambiente.

El río Magdalena es uno de los principales afluentes periurbanos de la Cuenca de México y en

particular de la Ciudad de México (Legorreta 2009). En él se han llevado a cabo diversos estudios sobre la riqueza de las algas bentónicas y su relación con las condiciones ambientales (Ramírez *et al.* 2001, Ramírez y Cantoral 2003, Bojorge-García 2006, Bojorge-García y Cantoral-Uriza 2007). Sin embargo, aún existe el problema de la determinación del valor indicador de las especies individuales. En ese contexto, el objetivo de nuestra investigación es una propuesta de evaluación para determinar el valor indicador ecológico de las algas bentónicas a través de: i) caracterizar la dinámica de la comunidad y los parámetros ambientales que determinan su estructura y ii) determinar los sitios de referencia de buena calidad ambiental y su relación con el valor indicador de las especies. Esta aproximación está basada en los trabajos realizados por Dufrené y Legengre (1997) y Tornés *et al.* (2007) en ríos europeos y constituye un primer esfuerzo por generar una valoración basada en las comunidades bentónicas locales y su eventual empleo para el biomonitoreo, la gestión ambiental y la protección del río.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El río Magdalena está localizado en la provincia morfotectónica de la Faja Volcánica Transmexicana (Ferrusquía-Villafranca, 1998) en el Parque Nacional Los Dinamos, Delegación Magdalena Contreras, Ciudad de México ($19^{\circ} 16' 00''$ N - $99^{\circ} 18' 22''$ O). Nace a una elevación de 3650 msnm y se extiende 21.6 km hasta los límites de la zona urbana de la Ciudad en donde se presentan numerosos aportes con descargas urbanas, las que se canalizan al drenaje

profundo (**Fig. 1**). El clima de la región es templado subhúmedo, con abundantes lluvias durante junio a octubre y una época seca de noviembre a mayo (García 2004). Los cuerpos rocosos están constituidos por paquetes de rocas alternantes de lavas andesíticas a basálticas (Ferrusquía-Villafranca 1998) y la diversa topografía de la cuenca ha favorecido la presencia de una abundante vegetación de pino *Pinus hartwegii* Lindl. en la parte alta de la cuenca, de oyamel *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. y Cham. en la parte media y de encinos *Quercus* spp. y bosque mixto en la porción baja de la cuenca (Ávila-Akerberg 2010).

Selección de los sitios de referencia. La selección de los sitios de muestreo se realizó con base en la distancia entre sitios menor a 5 km y la ubicación en puntos estratégicos para la calidad del agua. Es decir, los sitios de referencia fueron seleccionados por su conservación y los posibles impactos que en ellos se producen, que son el origen de la diferente calidad ecológica del río. Si esto se produce o no, se validará con la estimación del valor indicador de las comunidades de las algas bentónicas. Fueron examinados seis sitios que presentan distinta influencia derivada de actividades humanas: Chautitle (CH) y Truchero (TR), sin actividades humanas visibles; Tercer Dinamo (3D) y Segundo Dinamo (2D) con actividades recreacionales y restaurantes rústicos; y Central de Camiones (CA) y la confluencia con el río Eslava (ES) con evidente influencia urbana.

Evaluación física y química del agua. La frecuencia del muestreo fue trimestral y representa las estaciones contrastantes del año: periodo seco cálido (SC), periodo lluvioso (LI) y periodo seco frío (SF).

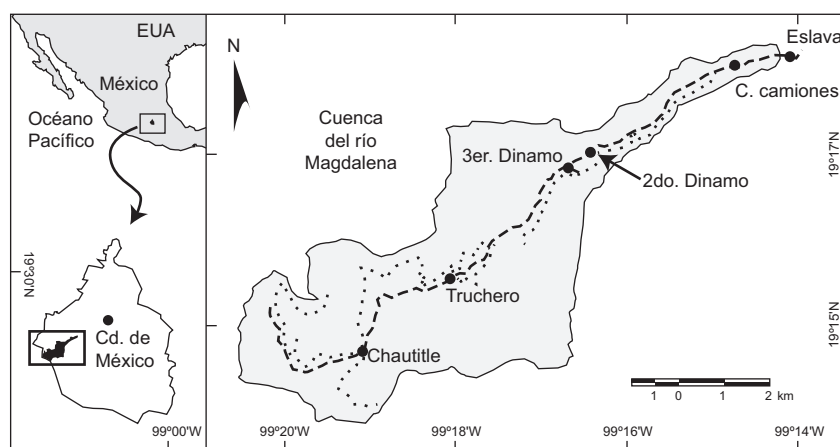


Fig. 1. Localización de los sitios de estudio en el río Magdalena, Ciudad de México. 1. Chautitle, 2. Truchero, 3. Tercer Dinamo, 4. Segundo Dinamo, 5. Central de Camiones, 6. Confluencia con el río Eslava

Las colectas de diatomeas y macroalgas se realizaron en el periodo (mayo 2006 a enero 2007), empleando las técnicas estándares para cada grupo biológico de Bojorge-García (2006) y de Necchi *et al.* (1995). En cada sitio se registraron los siguientes parámetros físicos y químicos: la temperatura del agua (T °C) y la conductividad específica (normalizada a 25 °C, K_{25}) fueron estimadas con un medidor de PC-18 Conductronic (Puebla, México). El oxígeno disuelto (OD) se determinó con un medidor YSI-85 (YSI Environmental, Massachusetts, EUA). Los nutrientes disueltos tales como el fósforo reactivo soluble (FRS), los nitritos ($N-NO_2$), los nitratos ($N-NO_3$), el amonio ($N-NH_4$) y el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se estimaron a partir de 30 mL de muestras de agua. Estas muestras se filtraron *in situ* con membranas de 0.45 y 0.22 μm de diámetro de poro y fueron preservadas con cloroformo y en congelación hasta que los análisis se realizaron en el laboratorio con un analizador de flujo segmentado (Skalar Inc., Georgia, USA), de acuerdo con la norma ASTM (1989) y APHA (1995).

Muestreo de la comunidad bentónica algal (macroalgas y diatomeas). Esta comunidad se caracterizó por el registro de crecimientos algales visibles y de las diatomeas epilíticas. Las observaciones se realizaron sobre sustratos naturales (rocas) directamente en el lecho del río. La abundancia de los crecimientos visibles fue calculada con la técnica de cuadrante (Necchi *et al.* 1995, Necchi y Branco 1999, Carmona *et al.* 2006) que estima la influencia de las variables a nivel microambiental (velocidad de la corriente y la profundidad) en el porcentaje de cobertura de las poblaciones. El sitio de muestreo consistió de un segmento del río de 10 m de longitud. En cada segmento se muestrearon cinco cuadrantes, cada uno separado por 2 m y su ubicación se determinó mediante una tabla de números aleatorios, en cada punto se colectó una muestra de crecimientos algales visibles y una de diatomeas. Las algas con crecimiento visible fueron estimadas con un círculo de 10 cm de radio. La abundancia de las diatomeas epilíticas fue estimada a partir del cepillado de cantos rodados en un área de 100 cm² (Kelly *et al.* 1998). La limpieza de los frústulos se realizó con la técnica de Kelly *et al.* (2001) y se montaron tres preparaciones semipermanentes (submuestras) de 200 μL c/u con resina Naphrax®. Por cada preparación se contaron 400 valvas a una magnificación de 1000x a través de un microscopio óptico con contraste interdifereencial Olympus BX51 (Olympus Corporation, Tokio, Japón), que representan a cada punto de muestreo por sitio en las tres épocas del año consideradas (Squires

y Sinnu 1986, Kelly y Whitton 1995). Las variables microambientales se midieron *in situ* en el centro de cada unidad de muestreo. La velocidad de la corriente se midió tan cerca como fue posible de los crecimientos algales, con un medidor de velocidad de corriente Swoffer 3100 (Seattle, EUA).

Estimación del valor indicador de las especies.

La relación entre la distribución espacial y temporal de las comunidades bentónicas de algas y de las características físicas y químicas del agua se examinó por un lado para las algas de crecimiento visible y por otro para las diatomeas. En cada caso se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) seguido por una prueba de Monte Carlo (999 permutaciones, $\alpha = 0.05$), que establece la importancia de la correlación entre la distribución de las especies y los parámetros ambientales. El análisis temporal permite reconocer los parámetros hidrológicos relacionados con la abundancia de las especies, la cual no necesariamente está relacionada con la contaminación del cauce (Dufrené y Legendre 1997, Tornés *et al.* 2007). Asimismo, permite seleccionar y confirmar los sitios de referencia y los posibles impactos que en ellos se producen. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa PC-ORD 4 (McCune y Mefford 1999). El valor del indicador ecológico de cada especie (IndVal) fue evaluado por el método de Dufrené y Legendre (1997). Este método IndVal se basa en el grado de especificidad del hábitat de la especie, es decir, la exclusividad a un hábitat determinado y la fidelidad o la frecuencia de ocurrencia dentro de un mismo hábitat, ambos medidos de forma independiente para cada taxón y se expresa con un valor porcentual. El índice se calcula mediante las fórmulas:

$A_{ij} = N \text{ individuos}_{ij} / N \text{ individuos}_i$
 A_{ij} es una medida de especificidad,
 $N \text{ individuos}_{ij}$ = número promedio de individuos de la especie i en todos los sitios del grupo j ,
 $N \text{ individuos}_i$ = suma de las cifras promedio de individuos de la especie i en todos los grupos.

$B_{ij} = N \text{ sitios}_{ij} / N \text{ sitios}_j$
 B_{ij} es una medida de la fidelidad,
 $N \text{ sitios}_{ij}$ = número de sitios en grupo j en la que la especie i está presente,
 $N \text{ sitios}_j$ = número total de sitios en el grupo j .

Por lo tanto, el valor total del indicador (IndVal) de la especie i en el grupo j es:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Cuanto mayor sea la especificidad y fidelidad de una especie, su presencia en las muestras procedentes de un hábitat particular se incrementará. Las especies que tienen un IndVal igual o mayor que 50 son consideradas como indicadores para un sitio dado, mientras que aquellas con una IndVal menor que 50, pero mayor o igual que 25 son consideradas como especies detectoras. Las especies detectoras pueden responder mejor a los cambios ambientales y proporcionan información para más de un hábitat (Tornés *et al.* 2007).

RESULTADOS

Calificación de los sitios de referencia. De acuerdo con el estado trófico (Dodds *et al.* 1998, Dodds 2003) se reconocieron tres grupos de sitios (**Cuadro I**). El primer grupo (G1): Chautitle y Truchero fue valorado como de referencia de condiciones oligotróficas (NID, 0.15-0.28 mg/L y FRS, 0.0005-0.0009 mg/L). El segundo grupo (G2): Tercer y Segundo Dinamo con agua oligotrófica a mesotrófica (NID, 0.20-1.8 mg/L y FRS, 0.0005-0.0006 mg/L). Finalmente el tercer grupo (G3): Central de camiones y confluencia con el río Eslava presentó valores que indican agua eutrofizada (NID, 1.02-8.2 mg/L y FRS, 0.1-5.8 mg/L). En general la mayor concentración de nutrientes registrada en los seis sitios se presentó en el periodo seco frío (SF).

La ordenación de las diatomeas. El ACC identificó señales ecológicas congruentes en los tres primeros ejes del análisis (**Fig. 2**). El primero de los dos ejes explicó el 43 % de la varianza ($p = 0.01$) y agrupó especies de diatomeas relacionadas con el OD y la velocidad de corriente. Las especies que estuvieron relacionadas con agua bien oxigenada y flujo de corriente considerable en los grupos G1 y G2 fueron: *Cocconeis placentula*, *Diatoma mesodon*, *Encyonema silesiacum*, *Fragilaria capucina*, *Gomphoneis clevei*, *Gomphonema gracile*, *Gomphonema parvulum*, *Melosira varians*, *Navicula capitatoradiata*, *Navicula cryptocephala*, *Planothidium lanceolatum*, *Reimeria sinuata*, *Rhoicosphenia abbreviata* y *Ulnaria ulna*. Los sitios menos oxigenados y con menor flujo de agua fueron los del G3. Las especies más abundantes en esta zona fueron *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta* y *Nitzschia palea*. El segundo y tercer eje explicaron el 13 % y 11 % de la varianza respectivamente ($p = 0.01$) y agruparon a las especies en función de los nutrientes y de la temperatura. Los sitios con los valores más altos de nutrientes

estuvieron relacionados con *Fistulifera saprophila* y *Nitzschia minuta*. Por el contrario, los sitios del G1 y G2 presentaron agua con menor concentración de nutrientes que estuvieron relacionados con *Cocconeis placentula*, *Diatoma mesodon*, *Encyonema silesiacum*, *Fragilaria capucina*, *Navicula cryptocephala*, *Planothidium lanceolatum*, *Rhoicosphenia abbreviata* y *Ulnaria ulna*.

El IndVal de las diatomeas. Se reconocieron 28 especies con un alto valor indicador (≥ 50 %), las cuales fueron características de los grupos altamente contaminados, o bien, del grupo que presentó agua sin rastros de perturbación humana (**Cuadro II**). Se identificó un efecto estacional sobre el IndVal de las especies, en el periodo seco cálido (SC) se presentó el mayor número de especies con un alto valor indicador, mientras que el menor número de especies y menor IndVal estuvo relacionado con la época de lluvia (LI). Las especies con el mayor IndVal promedio del G1 (*Fragilaria capucina*, *Navicula capitatoradiata*, *Navicula minuscula*, *Navicula rynchocephala*, *Nitzschia incospicua* y *Staurosirella pinnata*; **Cuadro II**) mostraron preferencia por aguas oligotróficas y una alta especificidad. Las especies del G2 *Achnanthes minutissimum*, *Diatoma mesodon*, *Encyonema silesiacum*, *Gomphoneis clevei*, *Gomphonema gracile*, *Gomphonema parvulum*, *Luticola mutica*, *Melosira varians*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula gregaria*, *Rhoicosphaenia abbreviata* y *Ulnaria ulna* (**Cuadro II**), presentaron preferencia por aguas oligotróficas pero tolerantes a la presencia de NID y FRS en alguna época del año. Finalmente, las especies del G3 *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta*, *Nitzschia palea* y *Nitzschia recta* fueron específicas de los sitios de la zona urbana con alta contaminación (CA y ES).

La ordenación de las algas con crecimiento visible. El ACC mostró una correlación de factores físicos y químicos con la distribución y la abundancia de algas similar a la observada para las diatomeas (**Fig. 3**). El primer eje explicó el 78 % de la varianza. La relación entre la distribución de las especies y los parámetros físicos y químicos fue significativa a un eje ($p = 0.01$) y formó dos grupos, el primero de los cuales contenía *Phormidium autumnale*, que fue encontrado en los sitios que tienen los valores más bajos de oxígeno disuelto y velocidad de corriente (G3). El segundo grupo estuvo integrado por *Nostoc parmelioides*, *Placoma regulare*, *Prasiola mexicana* y *Vaucheria bursata* las cuales fueron registradas en las aguas más oxigenadas del río (G1-G2).

CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS EN LOS SITIOS DE COLECTA EN EL RÍO MAGDALENA

Sitio y localización	Altitud (msnm)	Acronimos sitio ^a -estación ^a ACC	Temperatura [°C]	Conductividad específica [μS/cm]	Velocidad de corriente [m/seg]	Oxígeno disuelto [%]	N-NH ₄ ^b	N-NO ₂ ^b	N-NO ₃ ^b	NID ^c	FRS ^d
Chautile	3350	CHSC	8.8	76	0.80	6.3	0.0008	0.00001	0.24	0.24	0.0007
19°14'43.0'' LN		CHLI	8.5	54	0.81	7.8	0.000	0.00001	0.15	0.15	0.0008
99°19'04.7'' LO		CHSF	6.6	73	0.89	7.5	0.002	0.000009	0.28	0.28	0.0009
Truchero	3255	TRSC	7.9	73	0.92	7.7	0.0005	0.00001	0.22	0.23	0.0005
19°15'33.5'' LN		TRLI	9.8	62	1.23	7.9	0.000	0.00001	0.11	0.11	0.0006
99°18'02.9'' LO		TRSF	7.0	68	0.76	7.8	0.0007	0.000008	0.21	0.21	0.0007
Tercer Dinamo	2920	3DSC	11.2	87	0.08	7.1	0.0004	0.00002	1.8	1.8	0.0005
19°16'50.9'' LN		3DLI	9.0	70	0.78	8.5	0.000	0.000017	0.20	0.20	0.0006
99°16'40.7'' LO		3DSF	7.0	51	0.47	7.1	0.0006	0.000015	0.30	0.30	0.0006
Segundo Dinamo	2800	2DSC	11.6	92	0.36	7.1	0.0005	0.00002	1.0	1.0	0.0005
19°17'02.2'' LN		2DLI	10.0	73	0.58	9.5	0.000	0.00001	0.2	0.2	0.0005
99°16'25.5'' LO		2DSF	7.5	58	0.84	7.2	0.0009	0.00002	0.8	0.8	0.0005
Central de Camiones	2490	CASC	17.8	114	0.30	4.4	0.01	0.03	2.0	2.13	0.1
19°18'03.3'' LN		CALI	12.7	140	0.50	8.4	0.002	0.02	1.0	1.02	0.2
99°14'44.2'' LO		CASF	10.2	314	0.40	8.8	0.004	0.05	1.0	1.05	2.4
Eslava	2308	ESSC	18.3	445	0.30	5	0.1	0.1	8.0	8.2	3.7
19°18'08.9'' LN		ESLI	13.5	82	0.70	8.2	0.08	0.1	3.5	3.68	0.7
99°14'05.9'' LO		ESSF	11.2	580	0.30	6.8	0.02	0.1	2.0	2.12	5.8

^a Sitio: CH = Chautile, TR = Truchero, 3D = Tercer Dinamo, 2D = Segundo Dinamo, CA = Central de Camiones, ES = Eslava.

^a Estación: SC = seca cálida, LI = lluviosa, SF = seca fría.

^b Concentración de nutrientes en mg/L.

^c NID= Nitrógeno inorgánico disuelto. Oligotrófico ≤ 0.7 mg/L, mesotrófico $0.7-1.50$ mg/L, eutrófico ≥ 1.5 mg/L (Dodds *et al.* 1998 y Dodds 2003).

^d FRS= Fósforo reactivo soluble. Oligotrófico ≤ 0.025 mg/L, mesotrófico $0.025-0.075$ mg/L, eutrófico ≥ 0.075 mg/L (Dodds *et al.* 1998 y Dodds 2003). ACC= Análisis de correspondencia canónica.

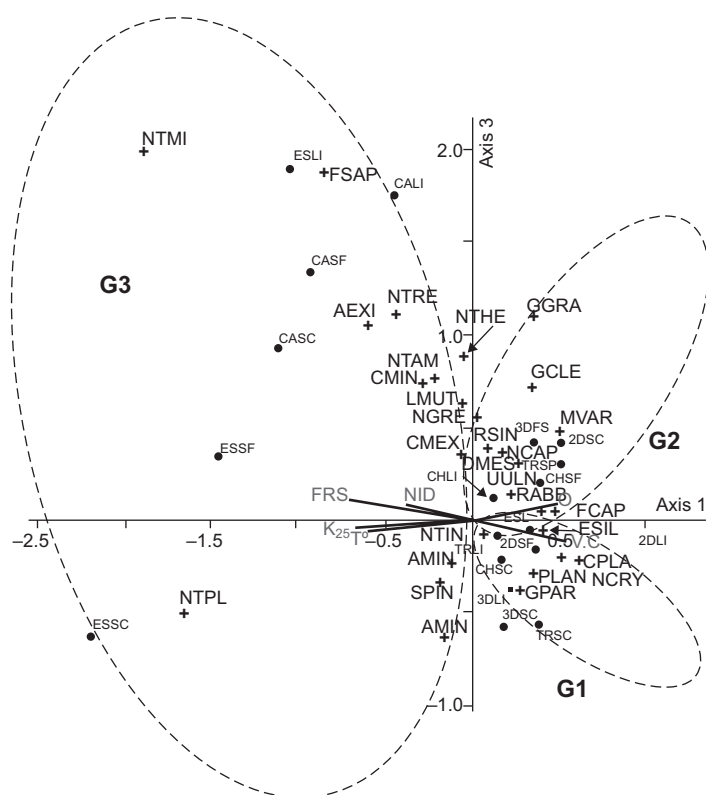


Fig. 2. Análisis de correspondencia canónica con la distribución de sitios y especies de diatomeas y su relación con los parámetros físicos y químicos. Abreviatura de los sitios, estaciones y especies de acuerdo con los **cuadros I y II**

CUADRO II. VALOR INDICADOR DE LAS ESPECIES DE DIATOMEAS Y MACROALGAS BENTÓNICAS EN EL RÍO MAGDALENA

Taxa	Acrónimo	Estación ^a	Grupo 1 ^b			Grupo 2 ^b			Grupo 3 ^b		
			F	E	IndVal	F	E	IndVal	F	E	IndVal
DIATOMEAS											
<i>Achnanthydium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	AEXI	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0.48	0.2	9.7
		SF	0	0	0	0	0	0	0.01	0.16	0.4
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	AMIN	SC	0.92	0.33	30.5	1.6	0.33	53	0.48	0.33	16.2
		LI	1.01	0.2	20	1.9	0.4	79	0.007	0.2	0.3
		SF	1.68	0.33	56	1.2	0.33	42	0.06	0.16	1.0
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	CPLA	SC	0.34	0.33	11.2	2.6	0.33	88.8	0.001	0.33	0.04
		LI	1.70	0.2	35	1.6	0.4	66	0	0	0
		SF	1.70	0.33	57	1.3	0.33	43	0.0007	0.33	0.02
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst	CMIN	SC	2.95	0.16	49.2	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella mexicana</i> (Ehrenberg) Cleve	CMEX	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	2.5	0.2	50	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Notas: ^a Estación: SC= seca cálida, Ll= lluviosa, SF= seca fría. ^b n= 2 sitios. F= Fidelidad. E= Especificidad. IndVal= Valor indicador

CUADRO II. VALOR INDICADOR DE LAS ESPECIES DE DIATOMEAS Y MACROALGAS BENTÓNICAS EN EL RÍO MAGDALENA

Taxa	Acrónimo	Estación ^a	Grupo 1 ^b			Grupo 2 ^b			Grupo 3 ^b		
			F	E	IndVal	F	E	IndVal	F	E	IndVal
<i>Diatoma mesodon</i> Kützing	DMES	SC	2.31	0.16	40	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	1.9	0.4	76	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D. G. Mann	ESIL	SC	0.50	0.33	16.8	0	0	0	0.004	0.16	0.07
		LI	1.44	0.2	29	1.7	0.4	71	0.008	0.2	0.1
		SF	1.78	59	19.7	1.2	0.33	41	0.002	0.33	0.02
<i>Fistulifera saprophila</i> (Lange-Bertalot y Bonik) Lange-Bertalot	FSAP	SC	0	0	0	0	0	0	3	0.16	50
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	FCAP	SC	2.10	0.33	70	0.89	0.33	30	0	0	0
		LI	2.21	0.2	44	1.4	0.4	56	0	0	0
		SF	1.46	0.33	48	1.5	51	17	0	0	0
<i>Gomphoneis clevei</i> (Fricke) Gil	GCLE	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	1.67	0.2	33	1.67	0.4	66	0	0	0
		SF	0.21	0.16	3.4	2.8	0.33	93	0	0	0
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	2.1	0.2	43	0	0	0
		SF	0	0	0	3	0.16	50	0	0	0
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAR	SC	1.88	0.33	62	1.1	0.33	37.2	0	0	0
		LI	0.33	0.2	6	2.3	0.4	93	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D. G. Mann	LMUT	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	2.7	0.33	90	0	0	0
<i>Melosira varians</i> Agardh	MVAR	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	2.4	0.4	99	0	0	0
		SF	2.24	0.33	75	0.7	0.33	25	0	0	0
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	NCAP	SC	2.55	0.33	85	0	0	0	0.21	0.33	7.1
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	1.56	0.33	52	1.4	0.16	24	0	0	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	SC	1.96	0.33	65	1.3	0.33	34	0	0	0
		LI	1.7	0.2	34	1.6	0.4	66	0	0	0
		SF	1.45	0.33	48	1.5	0.33	52	0	0	0
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	NGRE	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0.25	0.2	5	1.8	0.4	75	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula minuscula</i> Grunow	NMIN	SC	1.95	0.33	64	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula rynchocephala</i> Kützing	NRYN	SC	2.07	0.33	69	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Notas: ^a Estación: SC= seca cálida, LI= lluviosa, SF= seca fría. ^b n= 2 sitios. F= Fidelidad. E= Especificidad. IndVal= Valor indicador

CUADRO II. VALOR INDICADOR DE LAS ESPECIES DE DIATOMEAS Y MACROALGAS BENTÓNICAS EN EL RÍO MAGDALENA

Taxa	Acrónimo	Estación ^a	Grupo 1 ^b			Grupo 2 ^b			Grupo 3 ^b		
			F	E	IndVal	F	E	IndVal	F	E	IndVal
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NTAM	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	3	0.16	50	0	0	0
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	NTHE	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	3.0	0.16	50	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NTIN	SC	2.09	0.33	70	0.91	0.33	30.4	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia minuta</i> Bleisch	NTMI	SC	0	0	0	0	0	0	3	0.33	100
		LI	0	0	0	0	0	0	2.5	0.4	100
		SF	0	0	0	0	0	0	3	23.7	100
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NTPL	SC	0.02	0.33	0.7	0.05	0.33	1.92	2.9	0.33	97
		LI	2.12	0.2	42	0.69	0.4	27.7	0.74	0.4	30
		SF	1.65	0.33	55	0.97	0.33	32.4	0.37	0.33	12
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	NTRE	SC	0	0	0	0	0	0	3	0.16	50
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson) Round y Bukhtiyarova	PLAN	SC	0.72	0.33	24	2.25	0.33	75	0.03	0.33	0.9
		LI	2.14	0.2	43	1.4	0.4	57	0.007	0.2	0.3
		SF	1.19	0.33	40	1.7	0.33	60	0.01	0.33	0.4
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek y Stoermer	RSIN	SC	2.23	0.33	74	0.67	0.33	22	0.09	0.33	3
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	2.47	0.33	82	0.51	0.16	8	0.01	0.33	0.47
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	RABB	SC	1.88	0.33	63	1.1	0.33	37	0.002	0.16	0.04
		LI	1.7	0.2	35	1.6	0.4	64	0	0	0
		SF	1.55	0.33	52	1.4	0.33	48	0.01	1.6	0.3
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D. M. Williams y Round	SPIN	SC	2.05	0.33	70	0.89	0.33	30	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN	SC	2.15	0.33	71	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	2.1	0.4	88	0	0	0
		SF	1.8	0.3	60	0	0	0	0	0	0
ALGAS MACROSCÓPICAS											
<i>Vaucheria bursata</i> (O. F. Müller) C. Agardh	VBUR	SC	100	100	100	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	100	100	100	0	0	0	0	0	0
<i>Prasiola mexicana</i> J. Agardh	PMEX	SC	39	100	39	61	100	61	0	0	0
		LI	47	100	47	53	100	53	0	0	0
		SF	59	100	59	40	100	40	0	0	0
<i>Placoma regulare</i> Broady y Ingerfeld	PREG	SC	79	100	79	21	100	21	0	0	0
		LI	0	100	0	0	0	0	0	0	0
		SF	47	100	47	53	100	53	0	0	0

Notas: ^a Estación: SC= seca cálida, LI= lluviosa, SF= seca fría. ^b n= 2 sitios. F= Fidelidad. E= Especificidad. IndVal= Valor indicador

CUADRO II. VALOR INDICADOR DE LAS ESPECIES DE DIATOMEAS Y MACROALGAS BENTÓNICAS EN EL RÍO MAGDALENA

Taxa	Acrónimo	Estación ^a	Grupo 1 ^b			Grupo 2 ^b			Grupo 3 ^b		
			F	E	IndVal	F	E	IndVal	F	E	IndVal
<i>Nostoc parmelioides</i> Kützinger	NPAR	SC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		LI	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		SF	100	100	100	0	0	0	0	0	0
<i>Phormidium autumnale</i> (C. Agardh) Gomont	PAUT	SC	0	0	0	0	0	0	100	50	50
		LI	0	0	0	0	0	0	100	50	50
		SF	0	0	0	0	0	0	100	50	50

Notas: ^a Estación: SC= seca cálida, LI= lluviosa, SF= seca fría. ^b n= 2 sitios. F= Fidelidad. E= Especificidad. IndVal= Valor indicador

El segundo eje con 12 % de la varianza explicada relacionó especies en función de los nutrientes y de los gradientes de temperatura (**Fig. 3**), la asociación de *Phormidium autumnale* a los sitios de mayor NID y *Nostoc parmelioides*, *Placoma regulare*, *Vaucheria bursata* y *Prasiola mexicana* a los sitios que tienen una menor concentración de nutrientes en la cuenca media (3D y 2D) y alta (CH y TR).

El IndVal de las algas con crecimiento visible.

Las cinco especies registradas en el estudio: *Vaucheria bursata*, *Prasiola mexicana*, *Placoma regulare*, *Nostoc parmelioides* y *Phormidium autumnale* presentaron un alto IndVal (> 50 %), y fueron características

del grupo de sitios altamente contaminados (G3) como *Phormidium autumnale*, o bien, del grupo que presentó agua sin rastros de perturbación humana (G1) como *Vaucheria bursata* y *Nostoc parmelioides* (**Cuadro II**). El periodo seco cálido (SC) presentó el mayor número de especies con un alto valor indicador (> 50 %), mientras que el menor número de especies e IndVal estuvo relacionado con la época lluviosa (LI) (**Cuadro II**). Las especies con el mayor IndVal del G1 (*Placoma regulare*, *Vaucheria bursata* y *Nostoc parmelioides*) mostraron una preferencia por aguas oligotróficas y una alta especificidad (CH y TR). Se reconoció una especie detectora, *Prasiola mexicana*, que mostró un IndVal variable y una preferencia por

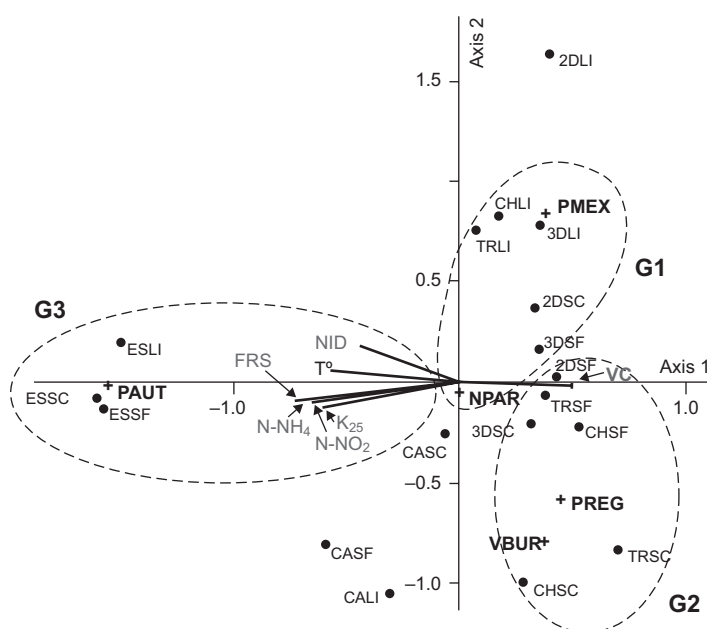


Fig. 3. Análisis de correspondencia canónica con la distribución de sitios y especies de algas con crecimiento visible y su relación con los parámetros físicos y químicos. Abreviatura de los sitios, estaciones y especies de acuerdo con los cuadros I y II

agua oligotrófica, aunque puede ser tolerante a la presencia de NID y FRS (presente en G1 y G2). Finalmente, el G3 formado por *Phormidium autumnale*, fue específico de los dos sitios de la zona urbana con alta concentración de nutrientes (CA y ES).

DISCUSIÓN

La riqueza específica de las algas bentónicas corresponde a los reportes anteriores en el río Magdalena (Ramírez *et al.* 2001, Ramírez y Carmona 2005, Bojorge *et al.* 2010), 22 especies (63 % de las especies de diatomeas y macroalgas) se registraron en al menos dos épocas del estudio, lo cual puede estar relacionado con una relativa estabilidad espacial y temporal de las comunidades. Asimismo, el periodo seco frío presentó la mayor abundancia (reflejada a través del valor indicador) de diatomeas y de algas macroscópicas en la cuenca alta (CH-TR [G1]) y media (3D-2D [G2]), lo que sugiere una afinidad con floras de regiones templadas o ríos de alta montaña (Sheath y Cole 1992, Bojorge *et al.* 2010). El efecto erosivo que ejerce el flujo de agua sobre el sustrato y la disolución de algunos de los nutrientes por el incremento de volumen de agua en el río puede explicar la diferencia en la riqueza específica y su abundancia entre épocas (Biggs 1996, Cantonati y Spitale 2009): 57 % de las especies se registraron en la época de lluvia y el 94 % de las especies en el periodo seco cálido y/o seco frío. Cabe mencionar que *Cymbella mexicana* y *Navicula gregaria* fueron exclusivas de la época lluviosa y, de acuerdo con los reportes previos (Cox 1995, Bahls 2007), podrían incluirse en el grupo de especies que se ven favorecidas por el flujo de corriente alta, tal como *Achnanthes minutissimum* y *Diatoma mesodon* (Kelly 2002, Potapova 2009). La dinámica de la comunidad y el valor indicador de las especies fueron congruentes y confirman a los sitios del G1 (CH y TR) como referentes de buena calidad ambiental. El ACC resaltó la importancia de evaluar parámetros físicos y químicos (temperatura del agua y velocidad de corriente) distintos a los micronutrientes y al oxígeno, los cuales generalmente son el referente ambiental para determinar la calidad de agua en los sistemas acuáticos mexicanos (NOM 1994).

El IndVal estableció tres categorías de especies relacionadas con la calidad del agua. La primera categoría (G1) reunió ocho especies: dos de algas macroscópicas y seis diatomeas típicas de sitios oligotróficos (CH y TR), y en un 50 % coincide con descripciones previas de ríos fríos de alta montaña y agua poco mineralizada (León-Tejera *et al.* 2003,

Potapova *et al.* 2004, Soininen *et al.* 2004, Tornés *et al.* 2007, Ramírez *et al.* 2007, Bojorge *et al.* 2010). Las excepciones fueron *Navicula minuscula*, *Navicula rhynchocephala*, *Nitzschia incospicua* y *Staurosirella pinnata*, las cuales se describen en una amplia variedad de ríos y con tolerancia a la contaminación, por lo que son especies tolerantes. La segunda categoría, con 15 especies de diatomeas consideradas como detectoras, mantuvieron su abundancia con el incremento de nutrientes y son referidas en la literatura como tolerantes a la contaminación (Potapova *et al.* 2004). Los sitios de esta categoría (G2: 3D y 2D) presentan actividad recreacional evidente, razón por la cual podrían ser considerados de transición entre el área conservada (G1: CH y TR) y la zona con influencia humana (G3: CA y ES). En particular, se ha reportado a *Diatoma mesodon* y *Prasiola mexicana* como habitantes frecuentes de ríos oligotróficos a mesotróficos en la Faja Volcánica Transmexicana, los cuales presentan como principal característica, baja temperatura del agua y flujo de agua continuo (Bojorge *et al.* 2010). La tercera categoría incluyó cinco especies con amplia tolerancia a la contaminación en los sitios de la cuenca baja en la zona urbana (CA y ES). La mayor abundancia de *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia recta* y *Phormidium autumnale* coincidió con los reportes previos de estas especies (Lobo y Kobayasi 1990, Van Dam *et al.* 1994, Kelly y Whitton 1998, Chevalier *et al.* 2000, Tornés *et al.* 2007, Loza *et al.* 2013). Es importante mencionar que los individuos que determinamos como *Phormidium autumnale*, se encuentran relacionados con una serie de características morfológicas y ecológicas atribuidas a un complejo de especies (Komárek y Anagnostidis 2005, Comte *et al.* 2007, Strunecky *et al.* 2010). Para confirmar la identidad taxonómica de estas poblaciones, se requieren futuros estudios de fisiología, genética molecular y ultraestructura (Palinska y Marquardt 2008).

Para propósitos prácticos de la evaluación de la calidad del agua, es importante tener en cuenta que las diferencias observadas en las respuestas de las especies justifican la necesidad de estudios regionales (Licursi y Gómez 2003, Potapova *et al.* 2004, Besse-Lototskaya *et al.* 2011). En varios países de América del Norte y Europa, los ríos son monitoreados en un número significativo de segmentos que pueden exceder los 145 sitios (Rimet *et al.* 2004, Birk *et al.* 2006, Tornés *et al.* 2007, Johnson *et al.* 2009). No obstante el bajo número de sitios incluidos en la muestra del presente trabajo, se han establecido los sitios de referencia de buena calidad ambiental y

los más contrastantes en la región que aparecen alterados por las actividades humanas. Es necesario incrementar el número de sitios de muestreo (Prat y Munné 2014), para observar la sensibilidad de los resultados de este estudio. En consecuencia, la aproximación metodológica utilizada se propone como una estrategia para obtener el valor indicador de las especies y como el primer paso que permita el seguimiento a largo plazo a través de un índice biológico para el río Magdalena. La aproximación a través del valor indicador posibilitó definir la importancia de las especies en relación con su respuesta en las diferentes condiciones ambientales del río y, por tanto, ser un referente de comparación regional.

AGRADECIMIENTOS

Los autores le agradecen a Sergio Castillo (Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM) por el análisis de nutrientes, a Yenny Beltrán y Mariana Cartajena por el apoyo en las actividades de campo y a Verónica Aguilar (Facultad de Ciencias-UNAM) y Edgar Juárez (Centro de Geociencias-UNAM) por la elaboración del mapa. Enrique Cantoral y Javier Carmona reciben apoyo financiero de los programas SDEI-PTID-02, PAPIIT IN211712 y PINCC 2012-2014 de la Universidad Nacional Autónoma de México.

REFERENCIAS

- APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. American Public Health Association. Washington, EUA, 1108 pp.
- ASTM (1989). Annual book at American Society for Testing and Materials. Standards Worldwide, Philadelphia, EUA, 125 pp.
- Ávila-Akerberg V. (2010). Forest quality in the southwest of Mexico City. Assessment towards ecological restoration of ecosystem services. Instituto für Landespflege. Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Culterra 56, Freiburg, Alemania, 138 pp.
- Bahls L.L. (2007). *Cymbella janischii*—Giant endemic diatom of the Pacific Northwest: Morphology, ecology and distribution compared to *Cymbella mexicana*. Northwest Sci. 81, 284-292. DOI: <http://dx.doi.org/10.3955/0029-344X-81.4.284>.
- Besse-Lototskaya A., Verdonschot P.F.M., Coste M. y Van de Vijver B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. Ecol. Indic. 11, 456-467. DOI:10.1016/j.ecolind.2010.06.017.
- Biggs B.J.F. (1996). Patterns in periphyton of streams. En: Algal ecology: Freshwater benthic ecosystems. (R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe, Eds.). Academic Press, San Diego, EUA, pp. 31-56.
- Birk S., Korte T. y Hering D. (2006). Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. Hydrobiologia 566, 417-430. DOI: 10.1007/978-1-4020-5493-8_29.
- Bojorge-García M. (2006). Indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Magdalena, México, D.F. Tesis de Maestría en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 62 pp.
- Bojorge-García M. y Cantoral-Uriza E. (2007). Estructura comunitaria de diatomeas asociadas a talos de *Prasiola mexicana* (Chlorophyta) en el río Magdalena, D. F. Hidrobiológica 17, 11-24.
- Bojorge G.M., Carmona J., Beltrán Y. y Cartagena M. (2010). Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central Mexico. Hydrobiologia 641, 159-169. DOI: 10.1007/s10750-009-0074-5.
- Cambra J., Ector L. y Sabater S. (2005). Protocolos de muestreo y análisis para Fitobentos (microalgas bentónicas). Ministerio del Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Ebro, Comisaría de Aguas. Zaragoza, España, 33 pp.
- Cantonati M. y Spitale D. (2009). The role of environmental variables in structuring epiphytic and epilithic diatom assemblages in springs and streams of the Dolomiti Bellunesi National Park (south-eastern Alps). Fund. Appl. Limnol. / Arch. Hydrobiol. 174, 117-133. DOI: 10.1127/1863-9135/2009/0174-0117.
- Carmona J., Montejano G. y Necchi Jr. O. (2006). Ecology and morphological characterization of gametophyte and 'Chantransia' stages of *Sirodotia huillensis* (Batrachospermales, Rhodophyta) from a stream in central Mexico. Phycol. Res. 54, 108-115. DOI: 10.1111/j.1440-1835.2006.00417.x.
- Chevalier P., Proulx D., Lessard P., Vincent W.F. y De La Noüe J. (2000). Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. J. Appl. Phycol. 12, 105-112. DOI: 10.1023/A:1008168128654.
- Comte K., Sabacka M., Carre-Mlouka A., Elster J. y Komárek J. (2007). Relationships between the Arctic and Antarctic cyanobacteria; three *Phormidium*-like strains evaluated by a polyphasic approach. FEMS Microbiol. Ecol. 59, 366-376. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00257.x.
- Cox E.J. (1995). Taxonomic studies on the diatom genus *Navicula* Bory VII. The identity and typification of

- Navicula gregaria* Donkin, *N. cryptocephala* Kutz. and related taxa. *Diatom Res.* 10, 91-111.
- Dodds W.K. (2003). Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface Waters. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22, 171-181. DOI: 10.2307/1467990.
- Dodds W.K., Jones R.J. y Welch E.B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distribution of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorous. *Water Res.* 32, 1455-1462. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00370-9.
- NOM (1994). Norma Oficial Mexicana NOM127-SSA1-1994. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, Secretaría de Salud, México, 71 pp.
- Dufrené M. y Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345-366. DOI: 10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAI]2.0.CO;2.
- European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of The European Parliament and of the Council-Establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities Bruselas, Bélgica, 72 pp.
- Ferrusquia-Villafranca F. (1998). Geología de México: una sinopsis. En: *Diversidad biológica de México. Orígenes y distribución.* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, J. Fa Eds.). Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 3-108.
- Foerster J., Gutowski A. y Schaumburg J. (2004). Defining types of running waters in Germany using algae: A prerequisite for monitoring according to the Water Framework Directive. *J. Appl. Phycol.* 16, 407-418. DOI: 10.1023/B:JAPH.0000047952.31906.c8.
- Friberg N., Bonada N., Bradley D.C., Dunbar M.J., Edwards F.K., Grey J., Hayes R.B., Hildrew A.G., Lamouroux N., Trimmer M. y Woodward, G. (2011). Biomonitoring of human impacts in natural ecosystems: The good, the bad and the ugly. *Adv. Ecol. Res.* 44, 1-68. DOI: 10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8.
- García E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Ciudad de México, México, 246 pp.
- Johnson T., Hermann K., Spaulding S., Beyea B., Theel C., Sada R., Bollman W., Bowman J., Larsen A., Vining K., Ostermiller J., Petersen D., Hargett E. y Zumbege J. (2009). An ecological assessment of USEPA Region 8 streams and rivers. U.S. Environmental Protection Agency Region. Reporte 8. Denver, Colorado, EUA, 178 pp.
- Kelly M.G. (2002). Role of benthic diatoms in the implementation of the urban wastewater Treatment Directive in the river Wear, North-East England. *J. Appl. Phycol.* 14, 9-18. DOI: 10.1023/A:1015236404305.
- Kelly M.G., Adams C., Graves A.C., Jamieson J., Krokowski J., Lycett E.B., Murray-Bligh J., Pritchard S. y Wilkins C. (2001). Preparation of diatoms for microscopy. En: *The Trophic Diatom Index: a user's manual.* Edición Revisada, R y D Reporte técnico E2/TR2. (M.G. Kelly, C. Adams, A.C. Graves, J. Jamieson, J. Krokowski, E.B. Lycett, J. Murray-Bligh, S. Pritchard, C. Wilkins Eds.). Environment Agency, Bristol, Inglaterra, pp. 17-24.
- Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.A., Leitao M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., Van Dam H. y Vizinet J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.* 10, 215-224. DOI: 10.1023/A:1008033201227.
- Kelly M.G. y Whitton B.A. (1995). The Trophic Diatom Index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7, 433-444. DOI: 10.1007/BF00003802.
- Kelly M.G. y Whitton B.A. (1998). Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384, 55-67. DOI: 10.1023/A:1003400910730.
- Komárek J. y Anagnostidis K. (2005). Cyanoprokariota-2. Teil/2nd Part: Oscillatoriales. En: *Süßwasserflora von mitteleuropa 19/2.* (B. Budel, L. Krienitz, G. Gartner, M. Schagel Eds.). Elsevier Spektrum, Heidelberg, Alemania, 759 pp.
- Légorreta J. (2009). Ríos, lagos y manantiales del Valle de México. Universidad Autónoma Metropolitana, Gobierno del Distrito Federal, Ciudad de México, México, 365 pp.
- León-Tejera H., Montejano G. y Cantoral-Uriza E. (2003). Some little known Hydrococcaceae (Cyanoprokariota) from Central Mexico. *Arch. Hydrobiol. / suppl. Algological Studies* 109, 363-374. DOI: 10.1127/1864-1318/2003/0109-0363.
- Licursi M. y Gómez N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21, 31-49.
- Lobo E.A. y Kobayasi H. (1990). Shannon's diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in the Sakawa River System (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. *Jpn. J. Phycol.* 38, 229-243. DOI: 10.1590/s1726-46342013000100012.
- Loza V., Perona E., Carmona J. y Mateo P. (2013). Phenotypic and genotypic characteristics of *Phormidium*-like

- cyanobacteria inhabiting microbial mats are correlated with the trophic status of running waters. *Eur. J. Phycol.* 48, 235-252. DOI: 10.1080/09670262.2013.799715.
- McCune B. y Mefford M.J. (1999). PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, EUA, 206 pp.
- Necchi O.Jr. y Branco C.C.Z. (1999). Phenology of a dioecious population of *Batrachospermum delicatulum* (Batrachospermales, Rhodophyta) in a stream from southeastern Brazil. *Phycol. Res.* 47, 251-256. DOI: 10.1046/j.1440-1835.1999.00173.x.
- Necchi O.Jr., Branco L. y Cesar C. (1995). Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. *Arch. Hydrobiol.* 134, 393-402. DOI: 35400005016705.0080.
- Palinska K.A. y Marquardt J. (2008). Genotypic and phenotypic analysis of strains assigned to the widespread cyanobacterial morphospecies *Phormidium autumnale* (Oscillatoriales). *Arch. Microbiol.* 189, 325-335. DOI: 10.1007/s00203-007-0323-9.
- Potapova M. (2009). *Diatoma mesodon*. Diatoms of the United States. [en línea]. http://westerndiatoms.colorado.edu/taxa/species/Diatoma_mesodon.
- Potapova M.G., Charles D.F., Ponader K.C. y Winter D.M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia* 517, 25-41. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000027335.73651.
- Prat N. y Munné A. (2014). Biomonitoring de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica* 33, 47-64.
- Ramírez M., Beltrán Y., Bojorge M., Carmona J., Cantoral-Uriza E. y Valadez F. (2001). Flora algal del Río La Magdalena, Distrito Federal, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 68, 51-73.
- Ramírez M. y Cantoral E. (2003). Flora algal de ríos templados en la zona occidental de la cuenca del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología* 74, 143-194.
- Ramírez R.R. y Carmona J. (2005). Taxonomy and distribution of freshwater *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) in central México. *Cryptogamie Algol.* 26, 1-12.
- Ramírez R., Carmona J. y Martorell C. (2007). Microhabitat and morphometric variation in two species of *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) from stream in central Mexico. *Aquat. Ecol.* 41, 161-168. DOI: 10.1007/s10452-006-9068-9.
- Rimet F., Ector L., Cauchie H.M. y Hoffmann L. (2004). Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia* 520, 105-117. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000027730.12964.8c.
- Sheath R.G. y Cole K.M. (1992). Biogeography of stream macroalgae in North America. *J. Phycol.* 28, 448-460. DOI: 10.1111/j.0022-3646.1992.00448.x.
- Soininen J., Paavola R. y Muotka T. (2004). Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental gradients and spatial gradients. *Ecography* 27, 330-342. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2004.03749.x.
- Squires L.E. y Sinnu N.S. (1986). Effects of water quality and season on diatom community structure in the Damour River, Lebanon. *Hydrobiologia* 133, 127-141. DOI: 10.1007/BF00031862.
- Stoermer E.F. y Smol J.P. (1999). The diatoms: Applications for the environmental and earth science. Cambridge University Press, Nueva York, EUA, 667 pp.
- Strunecky O., Elster J. y Komárek J. (2010). Phylogenetic relationships between geographically separate *Phormidium* cyanobacteria: is there a link between north and south polar regions? *Polar Biol.* 33, 1419-1428. DOI: 10.1007/s00300-010-0834-8.
- Tornés E., Cambra J., Gomà J., Leira M., Ortiz R. y Sabater S. (2007). Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *J. Limnol.* 43, 1-11. DOI: <http://dx.doi.org/10.1051/limn/2007023>.
- Van Dam H., Mertens A. y Sinkel J. (1994). A code checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 117-133. DOI: 10.1007/BF02334251.